



EFEITO DA DEFAUNAÇÃO NA DIVERSIDADE E REGENERAÇÃO FLORÍSTICA DAS FLORESTAS

*The Effect of Defaunation on the Diversity and
Floristic Regeneration of Forests*

Valeska Martins¹
Óscar M. Chaves²

Resumo: A defaunação consiste na diminuição da diversidade e/ou biomassa de espécies animais como resultado direto da caça e/ou fragmentação do habitat. Entre as espécies preferencialmente caçadas e as primeiras a desaparecer pela fragmentação florestal, estão aquelas de grande porte e as frugívoras. A extinção destas espécies pode trazer consequências negativas para os ecossistemas, pois elas estão envolvidas em processos-chave na manutenção da diversidade florestal, como a dispersão de sementes. Este estudo buscou verificar, através de uma revisão bibliográfica, o efeito da defaunação sobre o recrutamento de plântulas, observando se a ausência dos dispersores de sementes realmente interfere na diversidade e regeneração florística das florestas. Em geral, a defaunação apresenta efeitos negativos sobre a regeneração e diversidade florestal, ainda que as evidências disponíveis indiquem que não há um padrão definido.

Palavras-chave: Dispersores de sementes. Interação animal-planta. Recrutamento de plântulas.

Abstract: Defaunation consists of the decrease in the diversity or abundance of animal species resulting from hunting and habitat fragmentation. Among the species most commonly hunted and the first to disappear due to habitat fragmentation are the large frugivores. The extinction of these species can have serious negative consequences for ecosystems, as they are involved in key processes that maintain forest diversity, such as seed dispersal. This study aimed to document through a literature review the effect of defaunation on seedling recruitment and to verify that the absence of seed dispersers actually interferes with the floristic diversity and regeneration of forests. In general, defaunation has negative effects on forest regeneration and diversity, with the evidence indicating a specific pattern of effects.

Keywords: Seed dispersal. Animal-plant interface. Seedling recruitment.



¹ Bolsista CAPES #11189/13-4. Centro de Ciências da Saúde e Agrárias, Universidade de Cruz Alta - UNICRUZ, Cruz Alta, Brasil. E-mail: valsilva@unicruz.edu.br

² Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro ed Montes de Oca 2060, San José, Costa Rica

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais estão entre os ecossistemas do planeta mais ricos em espécies (WILKIE *et al.*, 2011). Contudo, as atividades humanas têm sido relatadas como as principais causas de redução e/ou extinção de espécies neste tipo de ambiente (TABARELLI *et al.*, 2012b). Atividades como a fragmentação florestal, a caça e a extração seletiva de recursos madeireiros levam ao desaparecimento de espécies animais das florestas tropicais e, conseqüentemente, a um efeito cascata, onde outras espécies de animais e plantas também entram em declínio (WILKIE *et al.*, 2011). Dirzo e Miranda (1990) definiram a redução e/ou extinção da diversidade de espécies animais como defaunação.

As conseqüências da defaunação para o ecossistema ainda não são inteiramente compreendidas, embora alguns estudos demonstrem que a ausência ou redução dos dispersores de sementes reduzam o processo de dispersão, alterando a regeneração e manutenção da diversidade das florestas tropicais (DIRZO, 2010; WILKIE *et al.*, 2011; EFFIOM *et al.*, 2013; GUTIÉRREZ-GRANADOS; HARRISON *et al.*, 2013;). Assim, este estudo visou verificar, através de uma revisão bibliográfica, o efeito da defaunação sobre o estabelecimento de plântulas e regeneração florística das florestas.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Foi realizada uma pesquisa bibliográfica em artigos especializados da área, publicados até o ano de 2019 em livros científicos, teses e nas principais revistas internacionais. Foram utilizadas as palavras-chave “defaunation”, “habitat fragmentation”, “hunting pressure” e “plant recruitment” nos principais sites de busca eletrônica, Web of Science, PubMed, PrimateLit, Google Acadêmico e Periódicos CAPES. As informações obtidas foram compiladas e divididas em duas seções. A primeira seção aborda as conseqüências das alterações antrópicas (fragmentação florestal, caça e extração seletiva de recursos madeireiros) sobre os ambientes florestais, sobretudo sobre a perda de espécies animais das florestas. A segunda trata das conseqüências da defaunação sobre o recrutamento de plântulas, a partir da análise de 19 estudos que verificaram as conseqüências das alterações antrópicas no recrutamento de plântulas, demonstrando os efeitos negativos, positivos e os que não encontraram nenhum efeito da ausência dos dispersores sobre a densidade e diversidade florestal.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Consequências da fragmentação florestal, da extração seletiva de madeira e da caça

As atividades humanas são as principais causas de perturbações em ambientes florestais, onde o efeito mais direto e visível é a fragmentação florestal (BENNETT; SAUNDERS, 2010). A fragmentação florestal é o processo pelo qual uma grande e contínua área de floresta é reduzida e/ou dividida em dois ou mais fragmentos, resultando em um isolamento espacial da floresta, onde os fragmentos florestais funcionam como “ilhas” de habitat inseridos em uma matriz alterada, com diferentes ecossistemas (SAUNDERS *et al.*, 1991; TABARELLI *et al.*, 2010). As consequências geradas pela fragmentação florestal são inúmeras, contudo os efeitos sobre a biota dependem de fatores como: 1) tamanho do fragmento, onde fragmentos menores podem ser os mais afetados; 2) permeabilidade da matriz, onde uma transição extrema de habitats pode funcionar como barreira para a movimentação de espécies; e 3) grau de conexão entre os fragmentos, pois quanto maior o isolamento do fragmento, maior a dificuldade de recolonização (SAUNDERS *et al.*, 1991; TABARELLI *et al.*, 2012).

Entre as consequências ocasionadas pela modificação na estrutura e composição florestal pode-se citar: 1) alteração dos processos ecológicos, como o aumento da predação e do parasitismo e mudanças na atividade dos polinizadores e dispersores de sementes (FLEURY, 2003; MELO *et al.*, 2010; OLOTU *et al.*, 2012); 2) mudanças nos processos abióticos, como alteração do microclima, disponibilidade de água, nutrientes, vento e luz (TABARELLI *et al.*, 2012); e 3) perda da diversidade de plantas e animais e em casos extremos a total defaunação (TABARELLI *et al.*, 2012).

Além de causar a perda de espécies vegetais, a fragmentação florestal também contribui com a redução de espécies animais, pois reduz o número de habitats disponíveis e o isolamento do fragmento dificulta a recolonização e migração das espécies (GALETTI *et al.*, 2009). O fácil acesso de caçadores a ambientes fragmentados também contribui com a redução das espécies animais e em alguns casos resultam na extinção local de certas espécies (PERES, 2001). Redford (1992) definiu o desaparecimento das espécies animais das florestas tropicais como “síndrome da floresta vazia”.

A fragmentação e a caça têm sido reconhecidas como as principais causas de perda de espécies animais, ou defaunação, das florestas tropicais (GALETTI *et al.*, 2009; WILKIE

et al., 2011). Há registros de que as maiores pressões de caça ocorrem em áreas localizadas próximas a centros urbanos, a pequenas localidades e a rodovias (DONATTI, 2004; WILKIE *et al.*, 2011; WRIGHT, 2003), sendo que quanto maior a distância e o isolamento do fragmento menor a pressão de caça (WRIGHT, 2003). Populações de vertebrados, principalmente os de médio e grande porte, têm sofrido grandes declínios em regiões com relativamente alta densidade de populações humanas (HARRISON, 2011). Outras formas de alteração dos ambientes, como extração seletiva de madeira também contribuem para a defaunação (REDFORD, 1992; GUTIÉRREZ-GRANADOS; LERMYTE; FORGET, 2009; DIRZO 2010).

Entre as espécies preferencialmente caçadas nas florestas tropicais e as primeiras a desaparecer pela fragmentação, estão as de grande porte e as frugívoras (PERES; PALACIOS, 2007; HARRISON, 2011), enquanto as espécies pequenas são menos afetadas e até mesmo favorecidas, como os pequenos roedores, por exemplo (DIRZO *et al.*, 2007). Grandes mamíferos como ungulados, carnívoros, roedores e primatas de grande porte estão na lista de preferência dos caçadores (PERES; PALACIOS, 2007). Estas espécies respondem de forma diferente a fragmentação e ao nível de caça, sendo mais vulneráveis aquelas que apresentam maior longevidade, taxas reprodutivas mais baixas e longas gerações (BODMER *et al.*, 1997; WILKIE *et al.*, 2011).

Contudo, o pior efeito ocasionado pela fragmentação, caça e extração seletiva de madeira é a interrupção das interações animal-planta, uma vez que na maioria das florestas tropicais os frugívoros de médio e grande porte estão envolvidos em processos-chave na manutenção da diversidade florestal, como a dispersão de sementes (PERES; VAN ROOSMALEN, 2002; NUNEZ-ITURRI; HOWE, 2007; VANTHOMME *et al.*, 2010). Estudos têm demonstrado que a falta dos dispersores de sementes pode ocasionar uma mudança na composição e regeneração florística das florestas. Nunez-Iturri *et al.* (2008), por exemplo, observaram uma diminuição na riqueza de plântulas em áreas com pressão de caça comparada a áreas protegidas. Assim, a fragmentação florestal, a caça e a extração seletiva de madeira contribuem para a diminuição da biomassa de frugívoros dispersores de sementes das florestas tropicais, influenciando o processo de dispersão de sementes, que por sua vez pode acarretar em uma mudança na estrutura e composição da assembleia de plantas.

3.2 O efeito da defaunação no recrutamento de plântulas

A respeito das consequências das alterações antrópicas no recrutamento de plântulas, estudos têm procurado demonstrar se a diminuição ou a ausência dos dispersores influencia o estabelecimento das mesmas (WRIGHT *et al.*, 2007; VANTHOMME *et al.*, 2010; ANZURES-DADDA *et al.*, 2011; NEUSCHULZ *et al.*, 2011; MENKE *et al.*, 2012; HARRISON *et al.*, 2013; TROLLIET *et al.*, 2019). Enquanto alguns estudos demonstram um efeito negativo no recrutamento de plântulas, outros demonstram efeitos positivos e, outros ainda, não encontraram nenhum efeito.

Dos 19 estudos que analisaram as consequências das alterações antrópicas no recrutamento de plântulas (Tabela 1), oito analisaram a assembleia de plantas, onde dois não observaram mudanças na diversidade florística (Tabela 1) (CHAVES *et al.*, 2015; WRIGHT *et al.*, 2007). Os estudos que não observaram mudanças amostraram além da assembleia de plântulas e mudas a assembleia de árvores adultas. Também verificaram a influência de fatores extrínsecos como o tamanho do fragmento e o grau de isolamento na diversidade e regeneração florística. Os demais estudos (n=11) amostraram apenas a assembleia de plântulas e mudas (n=3), ou consideraram em suas análises somente a assembleia de árvores adultas, sem verificar outros fatores envolvidos (n=3) (Tabela1).

Tabela 1 - Efeito da defaunação sobre a assembleia de plantas. + indica aumento; - indica redução e 0 indica que não houve alteração. _ dados não disponíveis.

Tipo de área estudada	Localização da área de estudo	N. áreas amostradas (defaunada vs protegida)	Área (ha)	Espécie vegetal amostrada	Dispersores amostrados	Efeito da defaunação			Referência
						Comunidade de frugívoros	Densidade de plântulas	Diversidade de plântulas	
defaunado vs. protegido	E. B. Cocha Cashu e Boca Manu (Peru)	2 (1x1)	–	Assembleia de plantas	Mamíferos e aves de médio e grande porte	-	-		1
defaunado vs. protegido	E. B. Cocha Cashu, E. B. Pakitza e Boca Manu (Peru)	3 (1x2)	–	Espécies dispersadas por grandes e médios primatas	Pequenos, médios e grandes primatas	-	-	-	2
defaunado vs. protegido	Santa Rosa, La Lindosa e Centro de Investigações Ecológicas La Macarena (Colômbia)	3 (2x1)	–	Assembleia de plantas	<i>Lagothrix</i> e <i>Ateles</i> (Primates)			-	3
defaunado vs. protegido	Juarez e Reforma (México)	6 (3x3)	4 a 10	Assembleia de plantas	<i>Alouatta palliata</i> (Primates)		-		4

defaunado vs. protegido	Centro de Pesquisa Tambopata, Cocha Cashu, E. B. Pakitza, Vila Boca Manu, Vila Diamante e Vila Inferno (Peru)	6 (3x3)	–	Assembleia de plantas	Pequenos, médios e grandes primatas (Primates), <i>Potos flavus</i> (Procyonidae), <i>Dasyprocta variegata</i> (Rodentia) e <i>Tayassu pecari</i> (Tayassuidae)	-	-	5
fragmento vs. área contínua	Floresta de Kakamega (Quênia)	5 (diferentes graus de perturbação)	130 a 1400	<i>Prunus africana</i> (Rosaceae)	Primatas e aves	+		6
fragmentos vs. área contínua	Vernon Crookes e Oribi George (África do Sul)	36 (diferentes graus de perturbação)	2 a 822	<i>Celtis africana</i> (Cannabaceae)	Aves	0		7
defaunado vs. protegido	Mata Atlântica de Rio de Janeiro e São Paulo (Brasil)	9 (diferentes graus de defaunação)	19 a 79230	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Arecaceae)	Roedores	-		8
fragmento vs. área contínua	Montanhas Usambara (Tanzânia)	5 (diferentes graus de perturbação)	05 a 3500	Assembleia de plantas	Primatas e aves diurnos	-	-	9
defaunado vs. protegido	Barro Colorado e P. N. Soberanía (Panamá)	20 (11x9)	–	Assembleia de plantas	Frugívoros cinegéticos	0	0	10

defaunado vs. protegido	Parque Nacional Mbaéré-Bodingué e Vila Bofi de banga (República Centro-Africana)	2 (1x1)	-	Assembleia de plantas	Frugívoros, grandes herbívoros e onívoros terrestres	-	0	-	11
defaunado vs. protegido	P.E. Ilha Anchieta, P.E. Ilha do Cardoso, E.E. Juréia Itatins, P.E. Serra do Mar, P.E. Xixová Japuí (Brasil)	5 (diferentes graus de defaunação)	828 a 79230	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Arecaceae)	<i>Dasyprocta leporina</i> , <i>Trinomys inheringi</i> , <i>Sciurus ingrami</i> (Rodentia)		0		12
borda vs. interior da floresta	Floresta de Kakamega (Quênia)	1	Aprox. 2000	Oito diferentes espécies	Primatas e aves	+			13
fragmentos vs. área continua	Ejido Palmar (México)	5 (3x2)	2 a 5000	Assembleia de plantas	Mamíferos e aves >500 g	-	-		14
defaunado vs. protegido	Zona Maia, Quintana Roo (México)	4 (2x2)	-	<i>Manilkara zapota</i> (Sapotaceae)	<i>Ateles geoffroyi</i> (Primates)		+	-	15
defaunado vs. protegido	Reserva da Biosfera Montes Azules e Marqués de Comillas (México)	9 (3x3x3)	6 a 1125 e área contínua	Assembleia de plantas	<i>Ateles geoffroyi vellerosus</i> <i>Alouatta pigra</i> (Primates)		0	0	16
defaunado vs. protegido	Amazônia, Colômbia, Peru e Equador	16 (8x8)	-	Assembleia de plantas	<i>Lagothrix</i> e <i>Ateles</i> (Primates)			-	17

Defaunado	Lambir (Borneo)	1	52	Assembleia de plantas		–	+	-	18
defaunado vs. protegido	Comunidade Florestal Montanha Mbe, Santuário da Vida Silvestre Montanha Afi e Okwangwo divisão do Parque Nacional de Cross River (Nigéria)	9 (3x3)	8000, 10000 e 92000	Assembleia de plantas	Mamíferos de médio e grande porte	-	0	-	19

Fonte: Elaborado pelo autor (2019). Referências: 1. Terborgh *et al.* (2008); 2. Nunez-Iturri e Howe (2007); 3. Stevenson e Aldana (2008); 4. Anzures-Dadda *et al.* (2011); 5. Nunez-Iturri *et al.* (2008); 6. Farwig *et al.* (2006); 7. Neuschulz *et al.* (2011); 8. Galetti *et al.* (2006); 9. Cordeiro e Howe (2001); 10. Wright *et al.* (2007); 11. Vanthomme *et al.* (2010); 12. Donatti *et al.* (2009); 13. Menke *et al.* (2012); 14. Melo *et al.* (2010); 15. Gutiérrez-Granados e Dirzo (2010); 16. Chaves *et al.* (2015); 17. Stevenson (2011); 18. Harrison *et al.* (2013); 19. Effiom *et al.* (2013).

Quanto à influência na diversidade, cerca de 80% destes estudos afirmaram que a ausência dos dispersores acaba alterando a composição dos ambientes florestais, diminuindo a diversidade de plântulas, enquanto 20% observaram que a diversidade de plântulas não foi afetada pela redução ou ausência dos dispersores (Tabela 1). Na análise da influência na densidade, 50% dos estudos relataram que a densidade de plantas diminuiu em áreas defaunadas, 36% que não foi alterada e 14% relataram que aumentou (Tabela 1). No entanto, deve-se destacar que estes estudos foram realizados com diferentes grupos animais e vegetais, em fragmentos de tamanhos variados, e em diferentes regiões. Porém, apesar de não haver evidências de um padrão, há uma tendência para a redução da diversidade e abundância florística em áreas defaunadas.

A respeito dos efeitos negativos da defaunação sobre o estabelecimento de plântulas, sugere-se que os dispersores contribuam para a manutenção da diversidade da assembleia de plantas, uma vez que em áreas defaunadas a fragmentação ou a caça excessivas, ou ambas: 1) diminuem o recrutamento de plântulas; 2) reduzem a dispersão de sementes, com maior proporção de espécies dispersadas por espécies não cinegéticas e por fatores abióticos; 3) reduzem a abundância de espécies vegetais, sugerindo uma mudança na comunidade (NUNEZ-ITURRI; HOWE, 2007); 4) reduzem as espécies dispersadas por grandes dispersores (aves e mamíferos); 5) há uma tendência das plântulas estarem agrupadas próximas aos adultos coespecíficos (TERBORGH *et al.*, 2008). Stevenson (2011) e Trolliet *et al.* (2019), por exemplo, verificaram uma correlação positiva entre a abundância de primatas (Atelinae) com a diversidade e riqueza de plântulas, destacando que o processo de dispersão de sementes por este grupo é importante para o sucesso reprodutivo das plantas.

Quanto aos efeitos positivos das alterações antrópicas no recrutamento de plântulas, está o fato de que frugívoros generalistas, principalmente as aves, podem ser menos sensíveis a perturbações ou mesmo aumentar em abundância em áreas antropizadas (FARWIG *et al.*, 2006). Assim, áreas antropizadas podem abrigar um elevado número de agentes dispersores (espécies e indivíduos) e apresentar taxas de dispersão de sementes mais elevadas, elevando o número de plântulas (FARWIG *et al.*, 2006). Entretanto, o tamanho do fragmento pode influenciar a abundância dos dispersores (FARWIG *et al.*, 2006). Lermyte e Forget (2009) observaram que apesar da dispersão de sementes de *Carapa surinamensis* ser afetada em áreas que apresentam extração seletiva de madeira, a atividade não ocasionou um efeito negativo no recrutamento de plântulas, provavelmente pela maior exposição a luz, o que acabou beneficiando as sementes que não foram dispersadas.

Alguns estudos indicam ainda, que a extinção local dos dispersores não afeta o recrutamento de plântulas (CRAMER *et al.*, 2007; HOLBROOK; LOISELLE, 2009; NEUSCHULZ *et al.*, 2011), não havendo diferença entre a diversidade e a densidade de plântulas em ambientes fragmentados e defaunados quando comparados a áreas contínuas e protegidas (Tabela 1) (WRIGHT *et al.*, 2007; CHAVES *et al.*, 2015).

Contudo, é difícil prever como a defaunação ou a redução dos dispersores de sementes podem influenciar a assembleia de plantas (STEVENSON, 2011), sobretudo porque muitos dispersores dispersam as mesmas espécies de plantas (pela sobreposição de suas dietas), contribuindo da mesma forma para o estabelecimento das plântulas (redundância ecológica ou redundância funcional), de forma que a ausência de uma espécie pode ser compensada pela presença de outra (LOISELLE; BLAKE, 2002; SILVA *et al.*, 2002). Também espécies não cinegéticas podem substituir as espécies extintas e passar a realizar os serviços de dispersão (PERES; VAN ROOSMALEN, 2002; PERES; PALACIOS, 2007; HOLBROOK; LOISELLE, 2009; NEUSCHULZ *et al.*, 2011).

Por outro lado, a ausência de um padrão também pode estar associada ao fato de que as interações animal-plantas são caracterizadas por interações complexas e difusas, onde aspectos como história de vida e fatores abióticos estão envolvidos no processo (HERRERA, 1985; BECKMAN; MULLER-LANDAU, 2007; CÔRTEZ; URIARTE, 2013), sendo portanto de difícil detecção, principalmente quando são desenvolvidos estudos com apenas alguns frugívoros de uma determinada planta.

Além disso, os efeitos ocasionados pela defaunação podem levar séculos para se tornarem evidentes (KUUSSAARI *et al.*, 2009; CHAVES *et al.*, 2015). Algumas espécies, por exemplo, conseguem evitar a extinção imediata após a perda ou degradação do habitat (a chamada “dívida de extinção”, ver Tilman *et al.* (1994)), principalmente aquelas com baixa rotatividade (ex.: plantas perenes vs. plantas anuais). Com o tempo, porém, vão diminuindo gradualmente e por fim, acabam se extinguindo (KUUSSAARI *et al.*, 2009). Galetti *et al.* (2013), por exemplo, analisaram o efeito da defaunação de grandes dispersores (aves) sobre uma espécie de palmeira (*Euterpe edulis*) e observaram que a espécie não se extinguiu em áreas que a décadas encontram-se defaunadas, contudo, houve uma redução no tamanho da semente, provavelmente para se adequar aos dispersores substitutos. Essa diminuição no tamanho da semente representa uma ameaça ao sucesso reprodutivo da planta, uma vez que sementes menores podem ser mais propensas a mortalidade em condições mais secas e originar plântulas menores (GALETTI *et al.*, 2013).

4 CONCLUSÃO

As implicações da defaunação na diversidade e regeneração florestal ainda não são bem compreendidas. Até o momento, não há evidências de que haja um padrão, contudo, na maior parte dos casos têm se observado um efeito negativo sobre a regeneração e diversidade florística das florestas. As razões para os efeitos da defaunação ainda não serem totalmente esclarecidas estão: 1) nas complexas relações mantidas pelas espécies vegetais e seus dispersores e na dificuldade em desenvolver estudos de longo prazo (> 2 anos), que enfoquem na rede de dispersores de sementes (frugívoros, herbívoros e predadores); 2) na diferença entre as metodologias empregadas, onde a maioria dos estudos não consideram todos os fatores intrínsecos e extrínsecos que podem influenciar o processo; e 3) na escolha de áreas que se encontram defaunadas por mais tempo (> 50 anos). Estudos que consigam integrar em seus desenhos experimentais metodologias que busquem cada vez mais relacionar a regeneração florestal com os fatores intrínsecos e extrínsecos envolvidos abrirão novos caminhos para o entendimento do papel dos dispersores e das consequências de sua ausência nos ecossistemas florestais.

REFERÊNCIAS

- ANZURES-DADDA, A.; ANDRESEN, E.; MARTÍNEZ, M.L.; MANSON, R.H. Absence of howlers (*Alouatta palliata*) influences tree seedling densities in tropical rain forest fragments in southern Mexico. **International Journal of Primatology**, v. 32, p. 634-651, 2011.
- BECKMAN, N.G.; MULLER-LANDAU, H.C. Differential effects of hunting on re-dispersal seed predation and primary and secondary seed removal of two neotropical tree species. **Biotropica**, v. 39, p. 328-339, 2007.
- BENNETT, A.F.; SAUNDERS, D.A. Habitat fragmentation and landscape change. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds.). **Conservation Biology for All**. Oxford: Oxford University Press. p 88-106, 2010.
- BODMER, R.E.; EISENBERG, J.F.; REDFORD, K.H. Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. **Conservation Biology**, v. 11, p. 460-466, 1997.
- BUENO, R.S.; *et al.* Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafrugivores. **Plos One**, v. 8, p. e56252, 2013.
- CHAPMAN, C.A.; CHAPMAN, L.J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, v. 9, p. 675-678, 1995.

CHAVES, O.M.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; STONER, K.E. Primate extirpation from rainforest fragments does not appear to influence seedling recruitment. **American Journal of Primatology**, v. 77, p. 468-478, 2015.

CÔRTEZ, M.C.; URIARTE, M. Integrating frugivory and animal movement: a review of the evidence and implications for scaling seed dispersal. **Biological Reviews**, v. 88, p. 255-272, 2013.

CRAMER, J.M.; MESQUITA, R.C.G.; WILLIAMSON, G.B. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**, v. 137, p. 415-423, 2007.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity-A sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, v. 4, p. 444-447, 1990.

DIRZO, R.; MENDOZA, E.; ORTÍZ, P. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. **Biotropica**, v. 39, p. 355-362, 2007.

DONATTI, C.I. **Consequências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) na Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas). Piracicaba (SP): Universidade de São Paulo. 102 p., 2004.

DONATTI, C.I.; *et al.* Living in the land of ghosts: fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. In: DENNIS, A.J.; *et al.* (Eds.). **Seed dispersal: theory and its application in a changing world**. Oxon: CABI Cambridge. p 104-123, 2007.

EFFIOM, E.O.; *et al.* Bushmeat hunting changes regeneration of African rainforests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 280, p. 1-8, 2013.

FARWIG, N.; BÖHNING-GAESE, K.; BLEHER, B. Enhanced seed dispersal of *Prunus africana* in fragmented and disturbed forests? **Oecologia**, v. 147, p. 238-252, 2006.

FLEURY, M. **Efeito da fragmentação florestal na predação de sementes da palmeira jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) em florestas semidecíduas do Estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Piracicaba (SP): Universidade de São Paulo. 101 p, 2003.

GALETTI, M.; *et al.* Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.

GALETTI, M.; *et al.* Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090, 2013.

GUTIÉRREZ-GRANADOS, G.; DIRZO, R. Indirect effects of timber extraction on plant recruitment and diversity via reductions in abundance of frugivorous spider monkeys. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, p. 45-52, 2010.

HARRISON, R.D.; *et al.* Consequences of defaunation for a tropical tree community. **Ecology Letters**, v. 16, p. 687-694, 2013.

HERRERA, C.M. Determinants of plant-animal coevolution: the case of mutualistic dispersal of seeds by vertebrates. **Oikos**, v. 44, p. 132-141, 1985.

HOLBROOK, K.M.; LOISELLE, B.A. Dispersal in a neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? **Ecology**, v. 90, p. 1449-1455, 2009.

HOWE, H.F. Gomphothere fruits: a critique. **The American Naturalist**, v. 125, p. 853-865, 1985.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

JANZEN, D.H.; MARTIN, P.S. Neotropical anachronisms: the fruits the gomphotheres ate. **Science**, v. 215, p. 19-27, 1982.

KUUSSAARI, M.; *et al.* Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 564-471, 2009.

LERMYTE, C.; FORGET, P.M. Rapid assessment of dispersal failure and seedling recruitment of large-seeded non-timber forest products trees in a tropical rainforest. **Tropical Conservation Science**, v. 2, p. 404-424, 2009.

LOISELLE, B.A.; BLAKE, J.G. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. In: LEVEY, D.J. *et al.* (Eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Oxon: CABI Publishing. p 397-406, 2002.

MARKL, J.S.; *et al.* Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1072-1081, 2012.

MELO, F.P.L.; MARTÍNEZ-SALAS, E.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; CEBALLOS, G. Forest fragmentation reduces recruitment of large-seeded tree species in a semi-deciduous tropical forest of southern Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, p. 35-43, 2010.

MENKE, S.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. Plant-frugivore networks are less specialized and more robust at forest-farmland edges than in the interior of a tropical forest. **Oikos**, v. 121, p. 1553-1566, 2012.

NEUSCHULZ, E.L.; BOTZAT, A.; FARWIG, N. Effects of forest modification on bird community composition and seed removal in a heterogeneous landscape in South Africa. **Oikos**, v. 120, p. 1371-1379, 2011.

NUNEZ-ITURRI, G.; HOWE, H.F. Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rain forest in western Amazonia. **Biotropica**, v. 39, p. 348-354, 2007.

NUNEZ-ITURRI, G.; OLSSON, O.; HOWE, H.F. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1536-1546, 2008.

LOTU, M.I.; NDANGALASI, H.J.; NYUNDO, B.A. Effects of forest fragmentation on pollination of *Mesogyne insignis* (Moraceae) in Amani Nature Reserve forests, Tanzania. **African Journal of Ecology**, v. 50, p. 109–116, 2012.

PERES, C.A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. **Biotropica**, v. 39, p. 304-315, 2007.

PERES, C.A.; VAN ROOSMALEN, M. Primate frugivory in two species-rich neotropical forests: implications for the demography of large-seeded plants in overhunted areas. In: LEVEY, D.J. *et al.* (Eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Oxon: CABI Publishing. p 407-421, 2002.

REDFORD, K.H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, p. 412-422, 1992.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SILVA, W.R.; DE MARCO JR., P.; HASUI, E.; GOMES, V.S.M. Patterns of fruit-frugivore interactions in two Atlantic Forest bird communities of south-eastern Brazil: implications for conservation. In: LEVEY, D.J. *et al.* (Eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Oxon: CABI Publishing. p 423-435, 2002.

STEVENSON, P.R. The abundance of large ateline monkeys is positively associated with the diversity of plants regenerating in neotropical forests. **Biotropica**, v. 43, p. 512-519, 2011.

STEVENSON, P.R.; ALDANA, A.M. Potential effects of ateline extinction and forest fragmentation on plant diversity and composition in the western Orinoco Basin, Colombia. **International Journal of Primatology**, v. 29, p. 365-377, 2008.

TABARELLI, M.; *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

TABARELLI, M.; SANTOS, B.A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.P.L. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the

Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, p. 319-328, 2012.

TERBORGH, J.; *et al.* Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, p. 1757-1768, 2008.

TILMAN, D.; MAY, R.M.; LEHMAN, C.L.; NOWAK, M.A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65-66, 1994.

TROLLIET, F. *et al.* How complementary are large frugivores for tree seedling recruitment? A case study in the Congo basin. **Journal of Tropical Ecology**, v. 35, p. 223-236, 2019.

VANTHOMME, H.; BELLÉ, B.; FORGET, P.M. Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in central Africa. **Biotropica**, v. 42, p. 672-679, 2010.

WILKIE, D.S.; BENNETT, E.L.; PERES, C.A.; CUNNINGHAM, A.A. The empty forest revisited. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, p. 120-128, 2011.

WRIGHT, S.J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, p. 73-86, 2003.

WRIGHT, S.J.; HERNANDÉZ, A.; CONDIT, R. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds and seeds dispersed by bats, birds and wind. **Biotropica**, v. 39, p. 363-371, 2007.